INSTITUTO DE ECOLOGIA Y SISTEMATICA

Pooyana

Academia de Ciencias de Cuba

Número 441 ISSN 0138-6476 La Habana, 24 de diciembre de 1993

Composición y estructura de comunidades de hormigas en un sistema de formaciones vegetales costeras*

Jorge Luis FONTENLA RIZO**

ABSTRACT. It is determined taxonomic composition and some aspects of structure and organization in ant communities in a succession of coastal habitats. These habitats are a zone of coastal rock pavement vegetation, a sea grape scrub and a subcoastal forest. Besides, there are a foot-path and a terraplein across the forest. *Brachymyrmex heeri* was the most abundant species in the coast, *Camponotus planatus* in the sea grape scrub, and *C. planatus* and *Wasmania auropunctata* in the forest. The most abundant species in the foot-path were *Conomyrma piramicus*, *Solenopsis geminata* y *Pheidole fallax*, and in the terraplein *P. fallax*. Ant communities composition and structural characteristics are relationed with environmentals habitats characteristics and with their situation in vegetal succession. Ant communities show a clear seggregation among habitats, specially among the most differents. The most valuable community, since an ecological and biogeographical point of view, was the sea grape scrub; and the most depaupérated were the coast and terraplein. The forest exhibed the most ecologically specialized community. It is suggested the possible utilization of some species as bioindicators of disturbed environments.

INTRODUCCIÓN

Las formaciones vegetales costeras se encuentran entre los ambientes más acusadamente modificados por la actividad social. En Cuba existen pocos estudios, en especial sobre entomofauna, que caractericen las comunidades prístinas de estas áreas y señalen los cambios que sufren debido a la perturbación ecológica.

Un grupo zoológico muy sensible a las alteraciones de sus hábitats lo constituyen las hormigas, reconocidas como útiles bioindicadores ambientales (Andersen, 1986). Zorrilla *et al.* (1986) han enfatizado que los estudios sobre comunidades de

*Manuscrito aprobado en septiembre de 1991.

**Instituto de Ecología y Sistemática, Academia de Ciencias de Cuba apartado postal 8010, La Habana 10800.

hormigas en sucesiones vegetales son relativamente escasos, lo que destaca el interés de estos análisis.

En el presente trabajo se pretende caracterizar las comunidades de hormigas en una sucesión de hábitats costeros, considerando su valor biogeográfico y aspectos de la estructura, así como la abundancia y distribución ecológica de las especies.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área estudiada se encuentra a unos 65 km al *E* de La Habana, en una franja costera adyacente al promontorio "El Narigón", en cuyas proximidades se asienta la base de campismo homónima. Los muestreos se realizaron durante el mes de junio de 1990 y comprendieron cinco hábitats: complejo de vegetación de costa rocosa, uveral, bosque sublitoral, sendero de tierra y terraplén. Estos dos últimos atraviesan el bosque, el cual se halla en la cima de una terraza de varias decenas de metros de altura.

En el suelo de cada hábitat se delimitaron 30 parcelas de 1 m² cada una, distribuidas al azar. Se anotó la frecuencia de las especies de formícidos por hábitat, de acuerdo con el número de parcelas donde estuvieron presentes. Romero y Jaffe (1989) consignaron que reflejar la frecuencia de las especies brinda una idea de la abundancia al indicar la probabilidad de encontrar una especie en cada hábitat, lo que resulta apropiada para realizar comparaciones entre especies y entre hábitats.

Se estimó la diversidad ecológica según el coeficiente de Hill (1973), y la dominancia o predominio a través de dos coeficientes: D, que ofrece una medida de la dominancia comunitaria global, y D_{1_2}, que estima la dominancia de la comunidad de acuerdo con la abundancia de las dos especies más abundantes (Mac Naughton y Wolf, 1970).

A cada hábitat se le estimó la amplitud ecológica promedio: $\overline{AEH} = \Sigma H_i / S$, donde H_i es el número de hábitats donde aparece la especie i, y S es el número de especies en el hábitat, el cual refleja la plasticidad ecológica de las comunidades. Se halló un sencillo índice biogeográfico promedio ($\overline{IB}$), que brinda una idea de la calidad biogeográfica de los hábitats, y en el que se le asigna la siguiente puntuación a cada especie: cosmopolita o introducida (1), autóctona (2), endémica (3).

El reemplazo interespecífico entre hábitats se estimó por $R = a + b / A + B$, donde a es el número de especies presentes en el hábitat A que no se encuentran en el B, y viceversa en relación con b. A y B representan el número de especies en cada hábitat. Este coeficiente refleja el cambio que sufre la composición de las comunidades entre hábitats.

Para establecer las relaciones de subordinación o unidad ecológica entre hábitats se calculó su similitud por el coeficiente de Simpson. Valores de similitud cercanos a 66,6 % indican la subordinación o unidad ecológica de la comunidad de menor riqueza de especies respecto a la de mayor riqueza (Sánchez y López, 1988).

Las preferencias de estados sucesionales y de hábitats por las especies se reflejaron mediante el cálculo de la amplitud de hábitat a través del índice de diversidad de Hill (1973) y el baricentro (Baz, 1986). En este caso, se consideraron los si-

guientes coeficientes: 1, al terraplén (hábitat menos complejo); 2, a la vegetación de costa; 3, al sendero; 4, al uveral; y 5, al bosque. Se aplicó la fórmula: $g = X_1 + 2X_2 + 3X_3 + 4X_4 + 5X_5 / \Sigma X$, donde X representa la abundancia de las especies en el hábitat.

La similitud multivariada entre especies y entre hábitats según la distribución de la frecuencia de las especies, se estimó por análisis aglomerativo de promedio entre grupos, a partir del coeficiente de Canberra (Gower, 1985). Se aplicó un análisis de componentes principales para establecer el ordenamiento hiperespacial de especies y hábitats. Con los agrupamientos obtenidos mediante el método aglomerativo se efectuó un análisis nodal (Herrera, 1984). En cada nodo se halló la constancia y la frecuencia o abundancia promedio de los grupos de especies. Para discriminar los grupos se tuvo como guía en sentido general los valores de similitud por encima del valor promedio de todas las uniones, según han sugerido Holmes *et al.* (1979).

En la representación gráfica de la amplitud del hábitat *vs* baricentro y en los análisis multivariados, solo se tuvieron en cuenta las especies presentes en 10 % de las parcelas en al menos uno de los hábitats.

RESULTADOS

La composición taxonómica del área estudiada (Tabla 1) exhibe proporciones de fauna endémica y autóctona superiores a las observadas en los sistemas de hábitats bosque-pastizal (González, 1987) y Jardín Botánico-agroecosistema (Fontenla, en prensa *a*); ello subraya el valor biogeográfico del área del Narigón. Los endemitas se comportan en general como especialistas de hábitats, en contraste con las más adaptables especies cosmopolitas y con los táxones autóctonos, ambos de distribución ecológica intermedia.

Tabla 1. Características de la composición taxonómica del sistema de hábitats del Narigón, del bosque semideciduo-pastizal (Bosq-Past) y del Jardín Botánico de Cienfuegos-agroecosistema (JBC-Agr). La cifra entre paréntesis indica la amplitud promedio del hábitat de los grupos de especies en el Narigón.

Composición	Narigón	Bosq-Past	JBC- Agr
Endémicas (%)	23,7 (1,5)	20,7	13,5
Autóctonas (%)	57,9 (2,1)	54,3	54,0
Cosmopolitas (%)	18,4 (3,1)	25,0	32,4
$\overline{IB}$	2,1	1,9	1,8

La distribución ecológica de las comunidades se caracteriza por su unimodalidad (Fig. 1), dada la restricción de la mayoría de las especies a solo uno o dos hábitats, lo que señala la especialización ecológica como un rasgo distintivo de este sistema de comunidades.

Fig. 1 A, distribución ecológica de la riqueza en especies; B, distribución de la abundancia comunitaria por número de hábitats.

Por otra parte, los táxones más especializados tienden a ser menos abundantes que los más distribuidos. La abundancia de las comunidades (Fig. 2) está centrada en lo esencial en los hábitats con estructura vegetal más diversa y compleja, y con menor nivel de insolación en el suelo; o sea, en la zona correspondiente a baricentros superiores a 3,0. Esta zona se corresponde fundamentalmente con el uveral y el bosque. Un amplio grupo de especies se encuentra también muy restringido a estos hábitats ($AH < 2{,}0$).

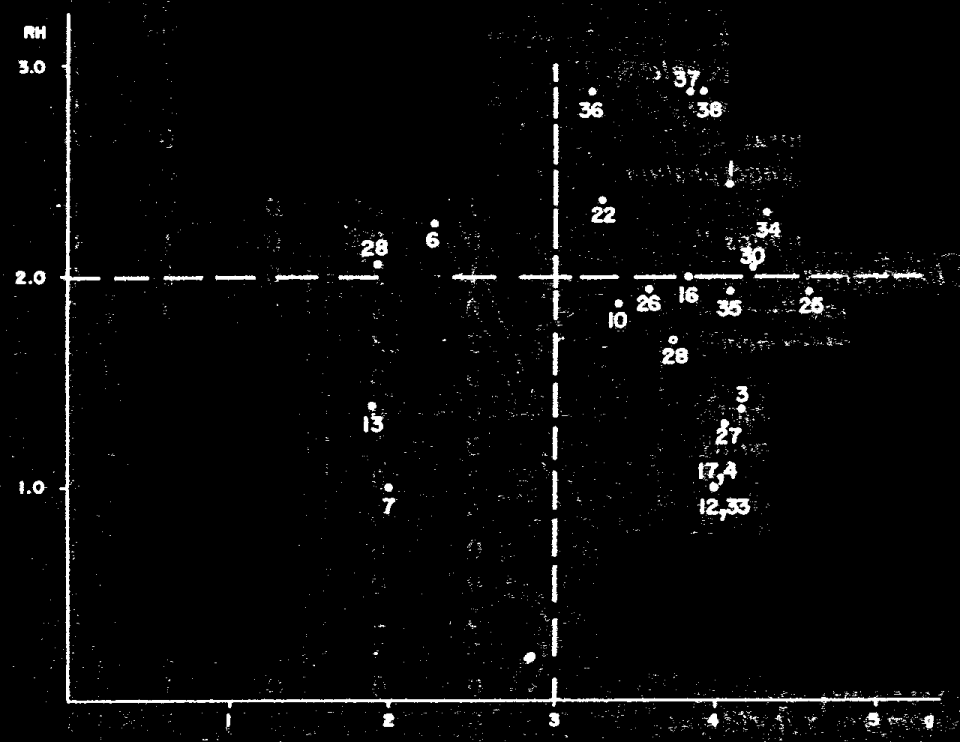

Fig. 2 Relación entre la amplitud del hábitat (AH) y el baricentro (g) de las especies. Los números que identifican cada una de las especies aparecen en la Tabla 2.

Las especies más abundantes en todo el sistema (Tabla 2) fueron *Camponotus planatus, Pheidole fallax, Conomyrma piramicus, Wasmania auropunctata* y *Solenopsis geminata*. Las más abundantes por hábitat fueron *P. fallax* en el terraplén, *Brachymyrmex heeri* en la costa, *C. piramicus, S. geminata* y *P. fallax* en el sendero, *C. planatus* en el uveral y *W. auropunctata* y *C. planatus* en el bosque.

En el ordenamiento espacial de las especies, de acuerdo con la distribución de sus abundancias entre hábitats (Fig. 3), se observa que las especies anteriores se encuentran en la zona de mayor valor en los componentes principales, por lo que es posible considerarlas como los táxones centrales del complejo de hábitats. De manera particular, *P. fallax, C. piramicus, S. geminata* y *C. planatus* son los más importantes en el primer componente, mientras que *C. planatus, B. heeri* y *W. auropunctata* lo son en el segundo componente.

Tabla 2. Lista de especies y su abundancia por hábitats. Terraplén (Ter), costa (Cos), sendero (Sen), uveral (Uve), bosque (Bos). Especies endémicas (''), cosmopolitas (').

Especies	Ter	Cos	Sen	Uve	Bos
Odontomachus ruginodes	0	0	2	7	4
Anochetus maidi	0	0	0	2	0
Pachycondila sp.	0	0	0	5	1
Hypoponera trigona	0	0	0	7	0
Thaumatomyrmex cochlearis ''	0	0	0	1	0
Conomyrma piramicus	0	6	23	0	0
Forelius pruinosus	0	5	0	0	0
Tapinoma melanocephalum '	1	0	0	0	1
T. litorale	1	0	0	1	0
Paratrechina myops ''	0	0	0	1	0
P. longicornis '	1	2	0	8	0
P. anthracina ''	0	0	0	3	0
Brachymyrmex heeri	3	23	0	1	0
B. minutus	0	0	0	0	2
Myrmelachista kraatzi ''	0	0	0	0	1
Camponotus planatus	0	1	1	26	18
C. bermudezi	0	0	0	0	3
C. inaequalis	0	0	0	0	1
C. ramulorum	0	0	2	0	1
Cardiocondyla emeryi '	0	0	2	1	1
C. venustula	0	2	0	0	0
Solenopsis geminata '	1	3	21	9	1
S. corticalis	0	0	0	1	0
Xenomyrmex floridanus	0	0	0	1	0
Pheidole megacephala '	0	0	0	2	3
P. similigena ''	0	0	3	4	0
P. neolongiceps ''	0	0	0	14	2
P. flavens	0	0	0	4	10
P. fallax	22	0	18	1	0
Wasmania auropunctata '	0	0	13	2	21
Strumygenis sp.	0	0	0	0	1
Tetramorium simillimum '	1	0	1	1	1
Macromischa versicolor ''	0	0	0	11	0
Ciphomyrmex rimosus	0	0	1	1	3
Mycocepurus smithi	2	0	0	0	3
Trachymyrmex jamaicensis	1	7	0	2	5
Acromyrmex octospinosus	0	0	12	9	6
Atta insularis	0	1	4	1	5

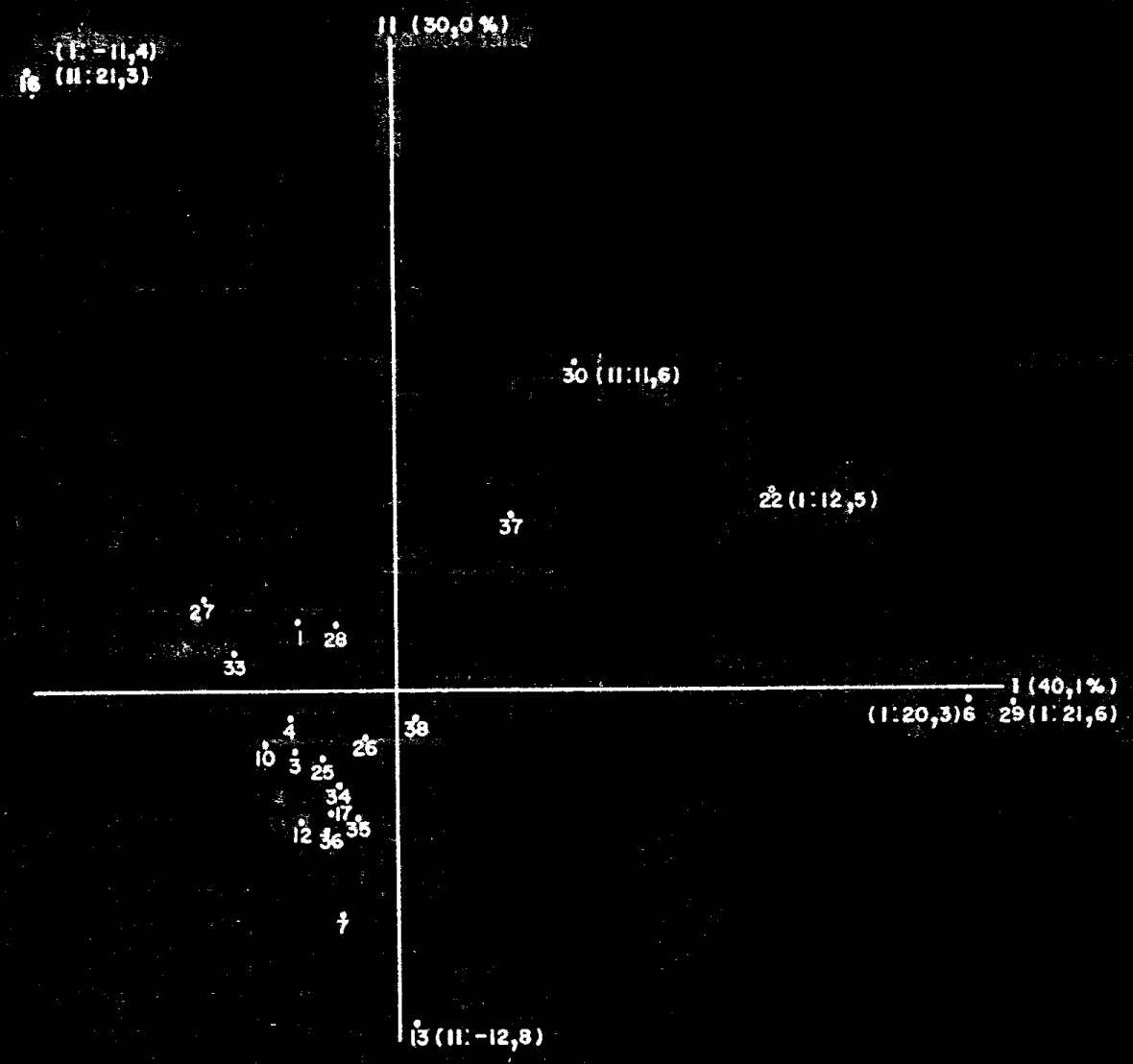

Fig. 3 Posición de las especies en cada uno de los dos primeros componentes principales, según su distribución y abundancia entre hábitats. La cifra al lado de cada componente expresa su contribución a la variabilidad total; y entre paréntesis al lado de las seis especies más abundantes indica el valor de su posición en el eje (o los ejes) donde presentan mayor variabilidad. Los números que identifican las especies aparecen en la Tabla 2.

El ordenamiento espacial entre hábitats, segun la distribución y abundancia de las especies (Fig. 4), permite apreciar una relación entre la similitud de sus comunidades, en cuanto a composición y abundancia de las especies, y sus características ambientales. Los hábitats con estructura vegetal menos diversa y compleja y con mayor nivel de insolación en su suelo están más relacionados entre sí, por una parte, y el uveral y el bosque por otra. Estos grupos ocupan posiciones diferentes

en los componentes principales: en el primer componente son más importantes el sendero y el terraplén, y en el segundo el uveral y el bosque.

La estructura de las comunidades también se encuentra relacionada con las características ambientales de los hábitats (Tabla 3). En sentido general, los más sim-

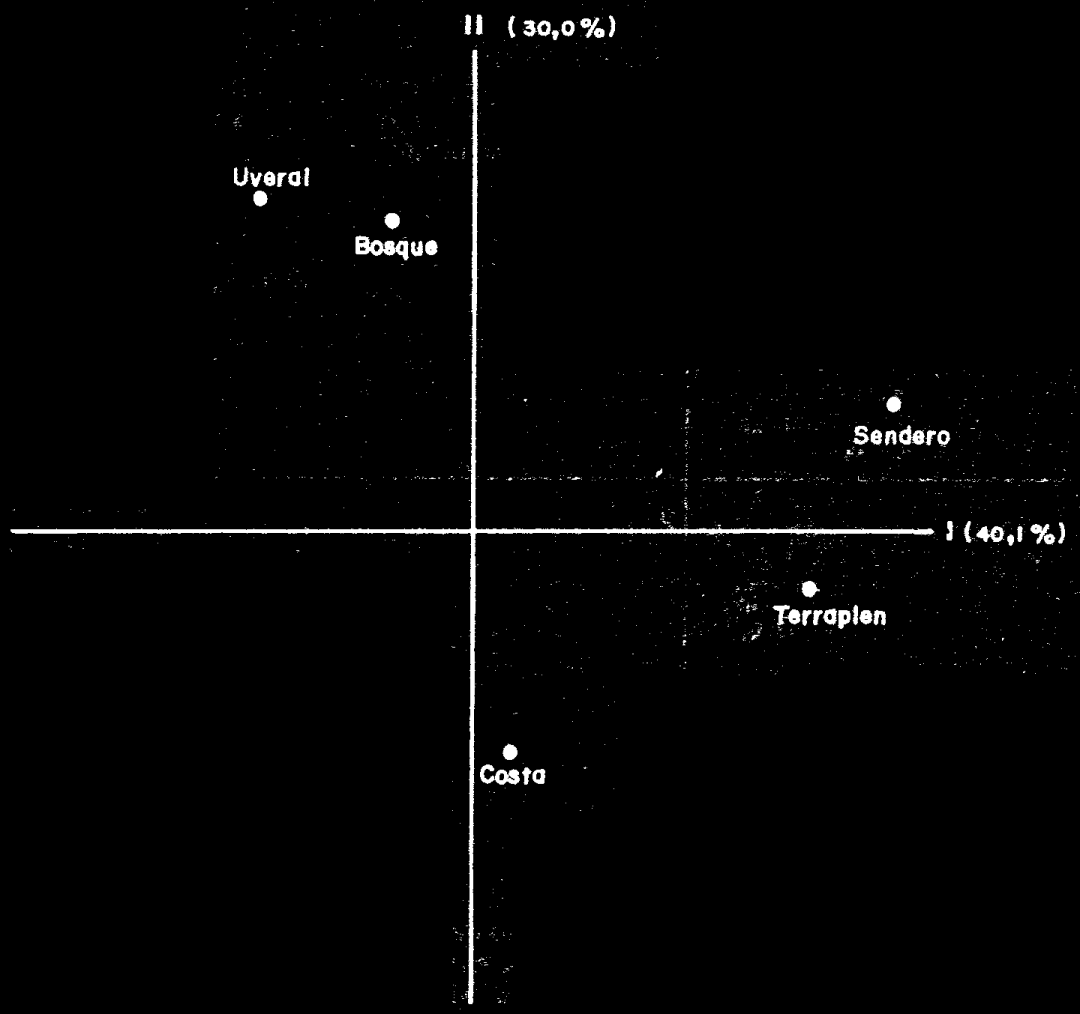

Fig. 4 Posición de los hábitats en los dos primeros componentes principales, según la distribución y abundancia de las especies. La cifra entre paréntesis indica lo mismo que en la Fig. 3.

ples y perturbados: terraplén, costa y sendero, exhiben comunidades de menor valor biogeográfico, menos ricas y diversas, y con especies de mayor plasticidad ecológica, o sea, más adaptables. En el terraplén y la costa es evidente el predominio, en cuanto a la abundancia, de solo una o dos especies, mientras que en el resto de los hábitats se observan comunidades más heterogéneas.

Tabla 3. Variables estructurales de los hábitats. Porcentaje de especies endémicas (*E*) índice biogeográfico (*IB*), riqueza en especies (*S*), frecuencia o abundancia total (*FT*), amplitud promedio de hábitat (*AH*), diversidad (N_2), dominancia global (*D*), dominancia de las dos especies más frecuentes ($D_{1,2}$).

Variables	Terraplén	Costa	Sendero	Uveral	Bosque
E (/)	0,0	9,1	14,3	25,9	19,1
IB	1,6	1,7	1,8	2,0	1,9
S	8	11	14	27	21
FT	39	52	108	132	83
AH	3,4	2,9	3,1	2,4	2,6
N_2	2,7	4,2	7,1	11,7	7,5
D (/)	37,3	23,8	14,1	8,5	13,3
$D_{1,2}$ (/)	76,9	57,6	40,7	30,5	46,9

El ordenamiento espacial de los hábitats de acuerdo con estas variables (Fig. 5), destaca de igual modo la relación estructura comunitaria - estructura del hábitat. Es posible observar una segregación marcada entre los hábitats con estructura más compleja, por un lado, y el terraplén y la costa por otro. El uveral y el bosque ocupan posiciones de máximo valor en el primer y el segundo componente principal, respectivamente, lo que señala el valor biogeográfico y ecológico de sus comunidades.

En los cambios o reemplazos cualitativos de la composición taxonómica entre hábitats, resalta la influencia del ambiente. Los reemplazos menos acusados, que no obstante superan 40% de cambio en la composición (Tabla 4), ocurren entre los hábitats más similares ambientalmente. Los cambios más drásticos en la composición taxonómica se manifiestan entre los hábitats más contrastantes: el terraplén con el uveral y el bosque. Este reemplazo supera 70% de la composición comunitaria entre el terraplén y el bosque, no obstante su cercanía espacial.

La asociación multivariada de los hábitats según la distribución de la abundancia de las especies (análisis Q), muestra la formación de cuatro agrupamientos (Fig. 6). En ello se destaca la ya señalada relación entre composición y abundancia de las comunidades con la estructura ambiental de los hábitats, así como la segregación entre estos, que se puede catalogar de media. El terraplén y la costa constituyen un grupo, mientras que los restantes hábitats conforman grupos independientes. La posición intermedia del sendero en estas asociaciones es de esperar, dada sus características ambientales.

Tabla 4. Porcentaje del reemplazo interespecífico de la composición taxonómica entre hábitats.

Hábitats	Hábitats			
	Terraplén	Costa	Sendero	Uveral	Bosque
Terraplén		47,3	63,6	65,7	72,4
Costa			68,0	60,5	68,7
Sendero				41,4	45,7
Uveral					45,8

La asociación multivariada entre especies (análisis R) permite apreciar la conformación de dos grandes grupos y seis más pequeños (Fig. 7). El primer agrupamiento de especies se encuentra más asociado al uveral y al bosque, y el segundo al sendero, al terraplén y a la costa.

El análisis nodal, o relación entre los análisis Q y R, posibilita caracterizar de manera más detallada los agrupamientos definidos (Tabla 5). El primer grupo de especies se encontró restringido al sendero y sobre todo al uveral. El segundo no se observó en la combinación terraplén-costa y estuvo más asociado al bosque y al sendero. Los grupos tercero y cuarto se comportaron como moderadamente generalistas, pero más asociados al uveral y al bosque. El quinto estuvo prácticamente limitado a los hábitats menos complejos, en especial al sendero; mientras que el sexto se caracterizó por su relativa generalización ecológica, pero más asociado a los hábitats menos complejos.

En cuanto a los hábitats, se puede caracterizar al binomio terraplén-costa como un tipo de ambiente donde predominan especies generalistas, o por el contrario, especializadas en áreas abiertas y con escasa vegetación. En el sendero y el uveral se observaron todos los grupos de especies, aunque en sentido general tienden a estar mejor representados en el uveral, con la evidente excepción del quinto grupo, más adaptado a los hábitats poco complejos. La comunidad del bosque se caracterizó por su mayor especialización ecológica.

Las relaciones de subordinación o de unidad ecológica entre hábitats ofrecen una idea de la integración del sistema (Fig. 8). Estas relaciones son muy poco marcadas, lo que enfatiza la relativa independencia de sus componentes y la especialización de las comunidades. Solo un hábitat con características intermedias como el sendero se comportó como unidad ecológica o comunidad subordinada a las comunidades de mayor riqueza en especies, el uveral y el bosque. La comunidad del terraplén, a pesar de su baja riqueza específica, es independiente de la del bosque, lo que destaca de manera particular la reducida capacidad de las especies forestales de adaptarse o soportar perturbaciones ecológicas bruscas, en este caso de origen antrópico.

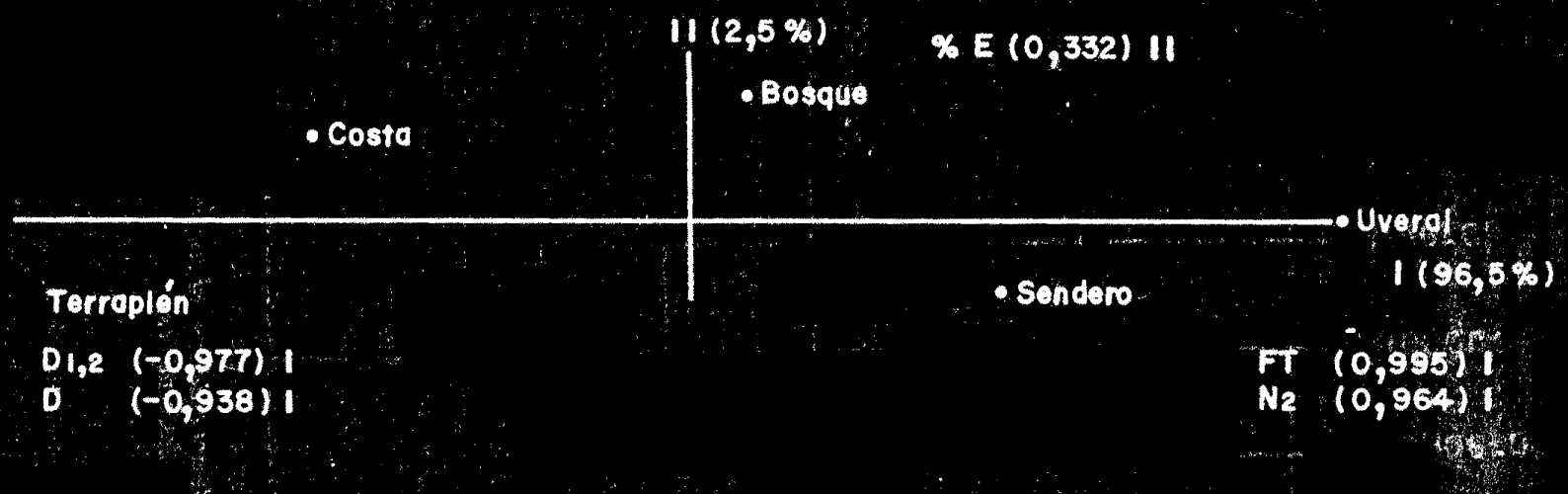

Fig. 5 Posición de los hábitats en los dos primeros componentes principales de acuerdo con las variables que reflejan la estructura de las comunidades. La cifra entre paréntesis al lado de cada componente señala su contribución a la variabilidad total; las siglas de las variables comunitarias más importantes en cada componente son similares a las de la Tabla 3; y la cifra entre paréntesis indica el valor de su posición en el componente.

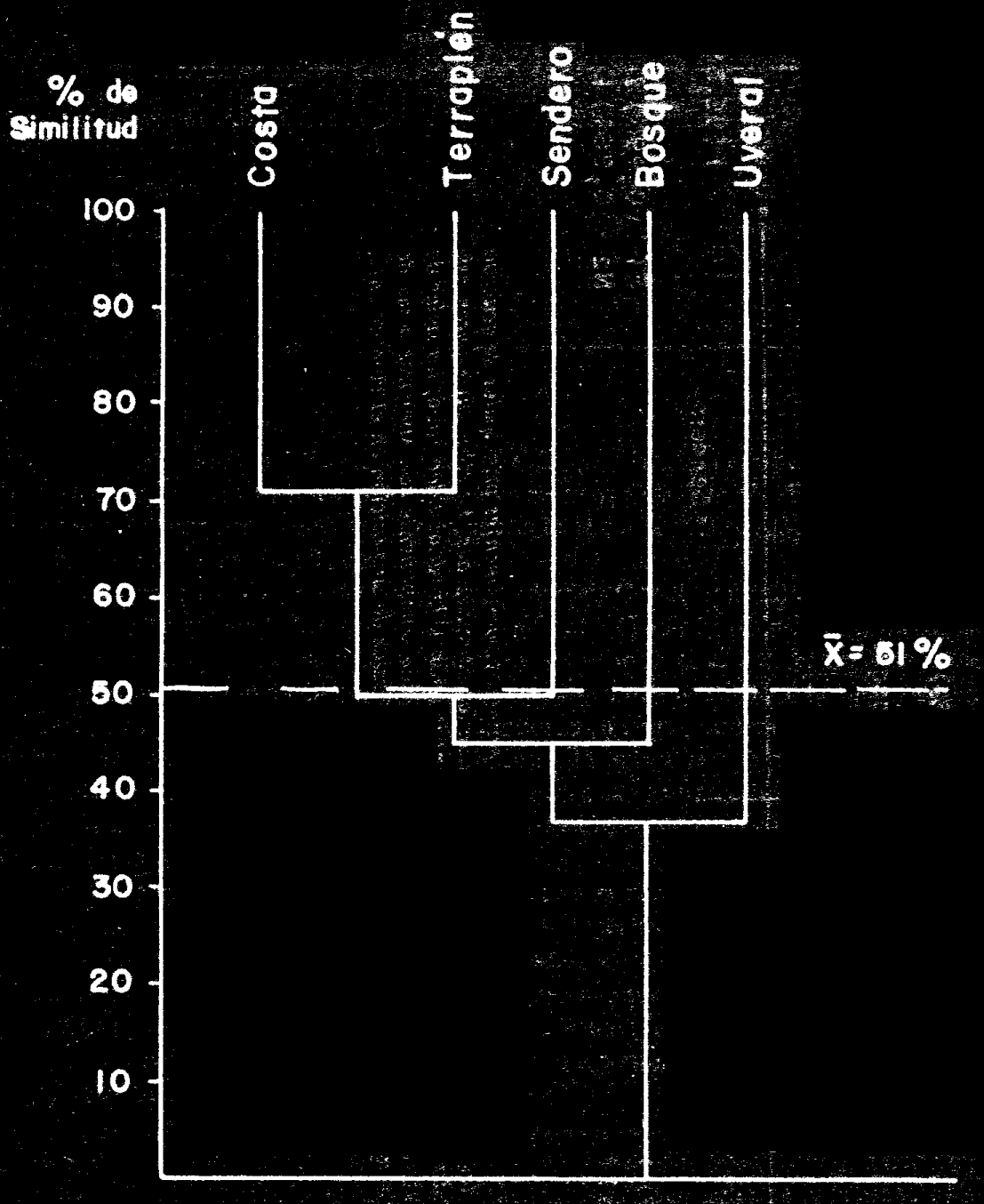

Fig. 6 Similitud multivariada entre hábitats de acuerdo con su composición taxonómica y la abundancia de las especies.

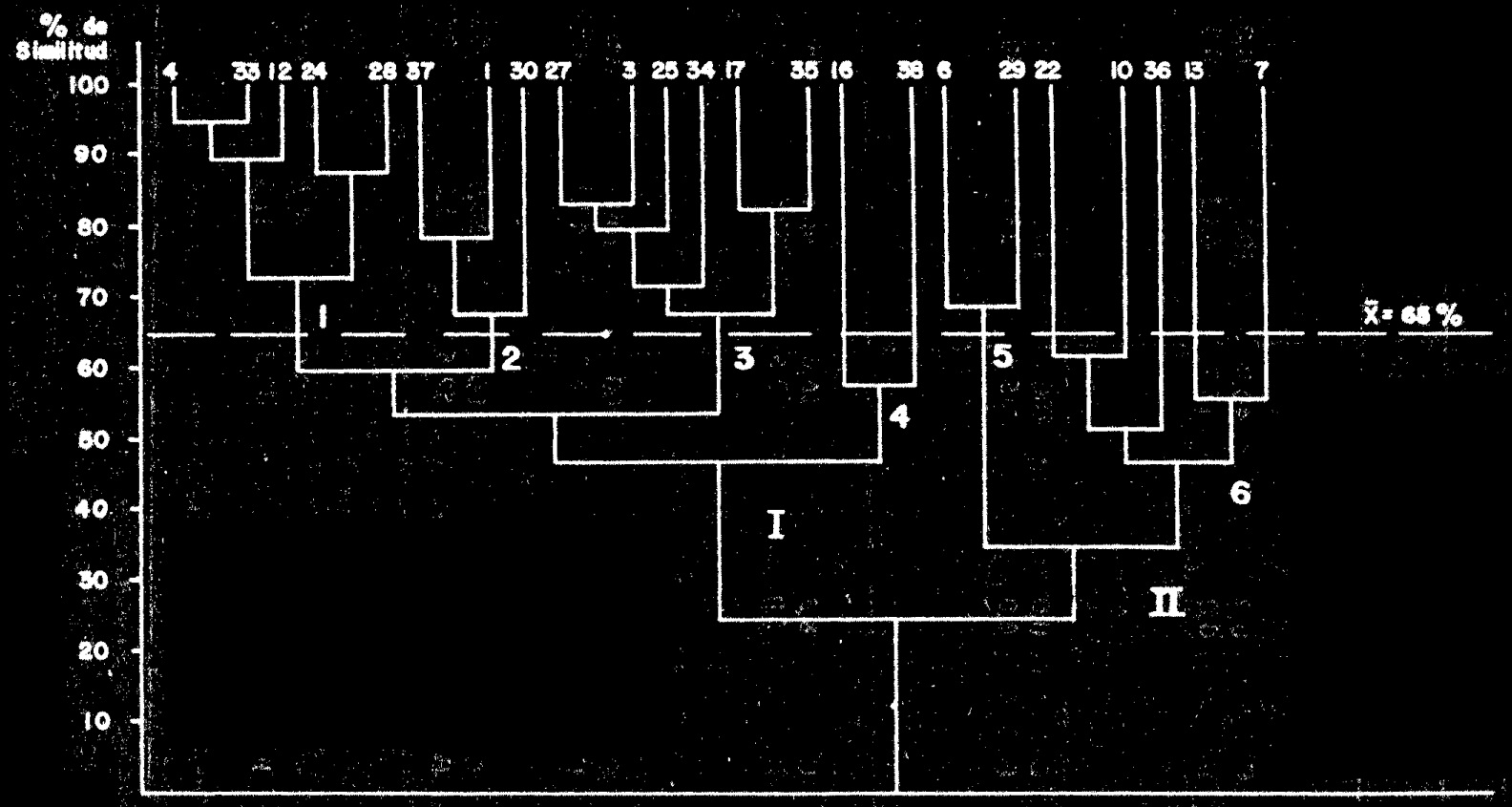

Fig. 7 Asociación multivariada entre especies según su distribución y abundancia entre hábitats.

Tabla 5. Análisis nodal. Constancia (C,%), frecuencia o abundancia promedio de los grupos (F).

Grupos de especies		Terraplén-costa	Sendero	Uveral	Bosque
I					
H. trigona					
M. versicolor	C	0,0	40,0	100	0,0
P. anthracina	F	0,0	16,7	83,3	0,0
P. similigena					
P. flavens					
II					
W. auropunctata	C	0,0	100	100	100
A. octopinosus	F	0,0	35,5	23,7	40,8
O. ruginodes					
III					
C. bermudezi					
M. smithi					
P. neolongiceps	C	8,3	16,6	66,6	100
Pachycondila sp.	F	5,0	2,5	57,5	35,0
P. megacephala					
C. rimosus					
IV					
C. planatus	C	50,0	100	100	100
A. insularis	F	3,5	8,7	47,4	40,4
V					
C. piramicus	C	75,0	100	50,0	0,0
P. fallax	F	46,1	52,6	1,3	0,0
VI					
B. heeri					
F. pruinosus	C	90,0	20,0	80,0	40,0
S. geminata	F	49,4	22,3	21,9	6,4
P. longicornis					
T. jamaicensis					

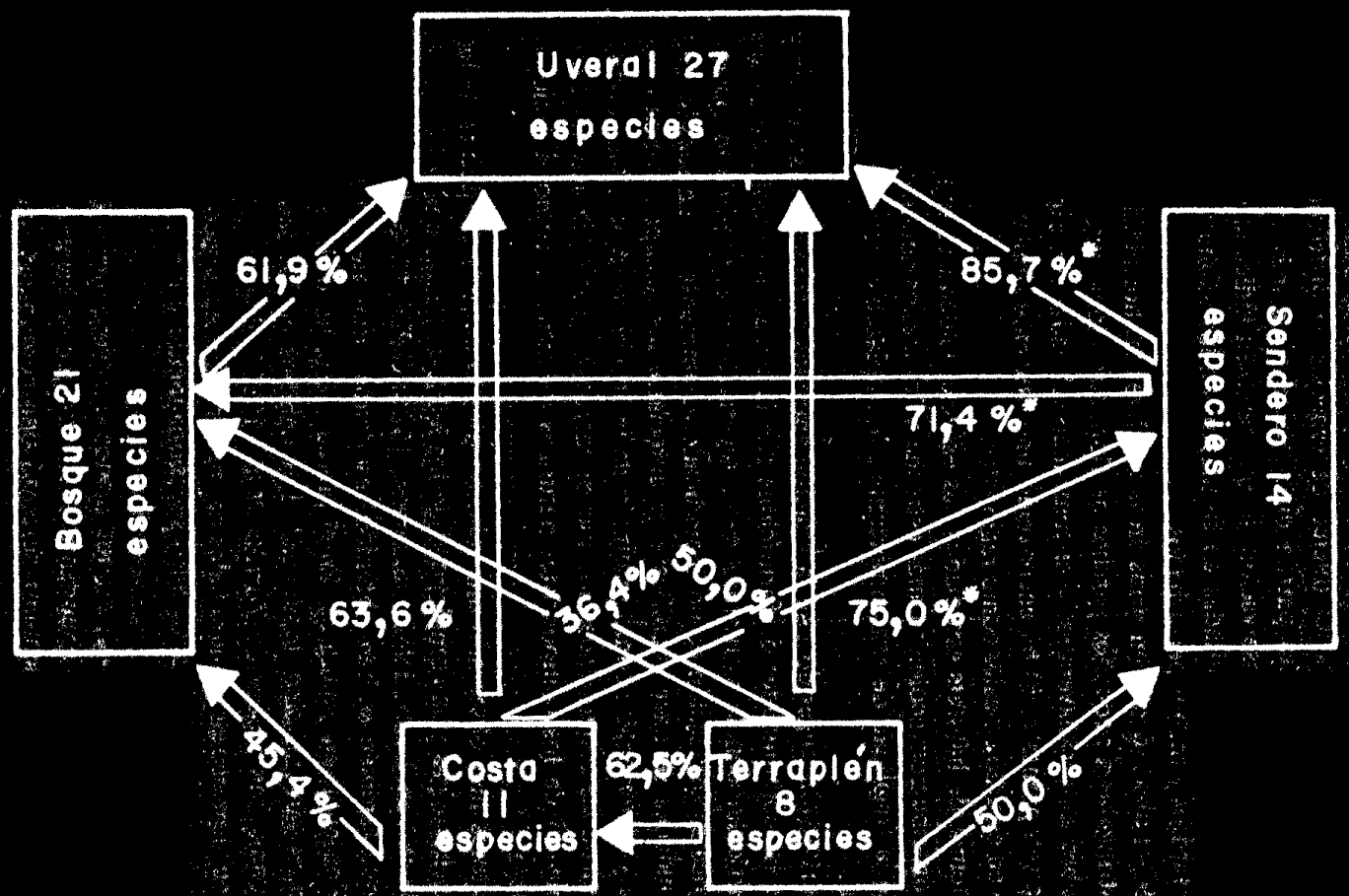

Fig. 8 Relaciones de subordinacion ecológica entre hábitats de acuerdo con el porcentaje de similitud de sus comunidades. Las flechas indican la similitud de la comunidad menor con respecto a la mayor, y el asterisco señala la subordinación ecológica en este mismo sentido.

DISCUSIÓN

La distribución ecológica de las comunidades de hormigas del área del Narigón contrasta con lo observado por Fontenla (en prensa *a*), en el sistema Jardín Botánico-agroecosistema, donde existen dos núcleos de especies bien definidos ecológicamente. En el Narigón no se observa un núcleo de especies de distribución ecológica amplia, lo que sugiere que dicho patrón distribucional sea más característico de hábitats en mejor estado de conservación, lo que también indica la mayor proporción de especies endémicas, limitadas en su mayoría a los hábitats en estados sucesionales más tardíos y menos perturbados.

Brown (1974) observó que en otras áreas insulares las hormigas endémicas estaban muy restringidas a pequeños parches de flora autóctona, mientras que áreas perturbadas, sobre todo cañaverales, se encontraban saturadas con especies introducidas. Fontenla (en prensa *a*, *b*) ha encontrado una situación similar en cañaverales cubanos, tanto en estudios locales como regionales.

En los sistemas de hábitats estudiados, las especies endémicas son, en sentido global, las de distribución ecológica más estrecha y las menos abundantes, lo que alerta acerca de la fragilidad de este importante e irremplazable sector de la mirmecofauna cubana.

Andersen (1986) ha sugerido que la relación entre los patrones de estructura y organización de las comunidades de formícidos con la estructura ambiental de sus hábitats, en particular con la estructura de la vegetación y el nivel de insolación del suelo, justifica su utilización como bioindicadores ambientales. La sensibilidad de estas comunidades se hace manifiesta al apreciarse los reemplazos ocurridos entre el bosque y el terraplén, como resultado de la acción antrópica. Las modificaciones que sufren las comunidades son menos marcadas cuando la actividad humana respeta alguno de los componentes naturales del sistema, como el suelo en el caso del sendero.

Algunos autores han observado una relación directa entre la estructura de las comunidades de hormigas y la complejidad de los hábitats (Boomsma y De Vries, 1980; Boomsma y Van Loon, 1982; Andersen, 1986; Gallié, 1986; Fontenla, en prensa *c*), aunque también se han obtenido resultados diferentes (Young, 1983; Torres, 1984; Fontenla, en prensa *a*). En el presente estudio dicha relación no se aprecia de manera directa, sino tendencial. Los hábitats en los estados iniciales de la sucesión, como han observado Zorrilla *et al.* (1986), al igual que los más perturbados, tienden a presentar comunidades de menor valor ecológico y biogeográfico que los más complejos, más avanzados sucesionalmente y menos perturbados, pero no en un sentido lineal.

De manera particular, el uveral, aunque menos complejo que el bosque, exhibió la comunidad más diversa y abundante y con un mejor balance ecológico y biogeográfico, mientras que el sendero sustentó una comunidad más abundante que el hábitat forestal.

Rykiel (1985) enfatizó que niveles moderados de perturbación ecológica favorecen la liberación de recursos y el incremento de la abundancia de determinado

tipo de especies, lo que pudiera aplicarse al sendero. Torres (1984) consignó que la estabilidad ambiental de los bosques puede reducir el número de microhábitats climáticos y por lo tanto la riqueza en especies. Desde este punto de vista, el suelo del uveral resulta más heterogéneo que el del bosque, si se considera la alternancia de parches cubiertos por hojarasca, rocosos o con arena desnuda, además de la variación en el nivel de insolación, con sol directo, filtrado o sombra.

Otro factor que puede influir en la riqueza en especies y la abundancia de la comunidad del uveral, sobre todo de los endémicos, es la escasez de *W. auropunctata* en este hábitat, la cual fue muy abundante en el bosque. Clark *et al.* (1982) y Lubian (1984) alertaron sobre las consecuencias de la abundancia excesiva de esta especie, capaz de desplazar la fauna autóctona y disminuir en general la riqueza y abundancia de las comunidades. Fontenla (en prensa *a*) observó un fenómeno similar en el bosque perteneciente al complejo Jardín Botánico-agroecosistema. Por otra parte, las características de la composición y estructura comunitaria del uveral sugieren que este se comporta como un ecotono, debido a que dicho hábitat se encuentra entre dos áreas con diferente organización y tipo de especies, características que definen las áreas ecotonales (Margaleff, 1974). Lo discutido indica que la composición y estructura de las comunidades de hormigas estudiadas dependen tanto de las características de los hábitats como de las relaciones interespecíficas.

Las especies más abundantes e importantes del sistema se encuentran bien distribuidas en Cuba. *C. planatus* es muy abundante en hábitats forestales y *W. auropunctata* se caracteriza por su plasticidad ecológica, aunque prefiere ambientes húmedos y sombreados (Clark *et. al.*, 1982; González, 1987; observaciones personales). *S. geminata*, aunque exhibe también una gran plasticidad ecológica, se encuentra muy asociada a áreas abiertas y perturbadas (Leston, 1978; Deyrup *et al.*, 1988). *W. auropunctata* y *S. geminata*, junto a *C. piramicus*, *P. fallax* y *B. heeri*, forman parte del núcleo de especies características del agroecosistema de caña de azúcar en Cuba (Fontenla, en prensa *b*), y también es posible observarlas, en sentido general, en ambientes con escasa vegetación o perturbados.

Andersen y Mc Kiege (1987) han afirmado que la relación entre la presencia y la abundancia de ciertas especies con el nivel de perturbación ecológica de los hábitats permite su utilización como bioindicadores de estos ambientes, lo que podría tenerse en cuenta en los casos de *S. geminata*, y sobre todo con *C. piramicus*, *P. fallax* y *B. heeri*.

Aunque las especies más abundantes del sistema son de escaso valor biogeográfico, ello no reduce el interés del área estudiada, que se manifiesta no solo por la relativamente elevada proporción de endémicos presentes, sino por la presencia de algunos de muy limitada distribución y belleza, como *Macromischa versicolor*, o muy raros y notables como *Thaumatomyrmex cochlearis*.

CONCLUSIONES

1. Las especies endémicas son el grupo con distribución ecológica más limitada y se concentran en los hábitats menos perturbados y finales en la sucesión.

2. La composición taxonómica y la estructura de las comunidades está relacionada con la estructura de la vegetación y el nivel de insolación del suelo de los hábitats.

3. Las comunidades se encuentran bien segregadas entre hábitats y el sistema en general muestra un reducido nivel aparente de interrelación.

4. El terraplén exhibió la comunidad de mayor plasticidad ecológica y el bosque la más especializada. El uveral se comportó como un ecotono y fue la comunidad con un mejor balance ecológico-biogeográfico.

5. Las modificaciones más bruscas en la composición taxonómica ocurren entre los hábitats en estados tempranos de la sucesión y los más avanzados, y entre estos últimos con los más antropizados y perturbados ecológicamente.

6. Algunas de las especies de este sistema pueden considerarse bioindicadores de áreas abiertas, con escasa vegetación o perturbadas.

REFERENCIAS

Andersen, A. N. (1986): Patterns of ant community organization in mesic southeastern Australia. *Australian J. Ecol.*, 11:87-97.

Andersen, A. N., y M. E. Mc Kiege (1987): Ant communities at Rotanish Island, Victoria (Australia) with particular reference to disturbance and *Rhytidoponera tasmaniensis*. *R. Soc. Vic. Proc.*, 99:141-146.

Baz, A. (1986): Las mariposas de la comarca madrileña Río Henares-II: evolución sucesional de sus comunidades y preferencias ambientales de las especies más abundantes. *Actas de las VIII Jornadas A e E Sevilla.*, pp:829-838.

Boomsma, J. J., y A. De Vries (1980): Ant species distributions in a sandy coastal plain. *Ecol. Entomol.*, 5:189-204.

Boomsma, J. J., y A. J. Van Loon (1982): Structure and diversity of ant communities in succesive coastal dune valleys. *J. Animal Ecol.*, 51:957-974.

Brown, W. L. (1974): A remarkable new island isolate in the ant genus *Proceratium*. *Psyche*, 81:70-83.

Clark, D. B., C. Guayasamín, O. Pazmiño, y C. Donoso (1982): The tramp ant *Wasmania auropunctata*: autoecology and effects on ant diversity and distribution on Santa Cruz Island, Galapagos. *Biotropica*, 14:196-207.

Deyrup, M. A., N. Carlin, y J. Trager (1988): A review of the ants of the Florida Keys. *Fla. Entomol.*, 71:163-176.

Fontenla Rizo, J. L. [en prensa *a*]: Mirmecofauna de un hábitat-isla y el agroecosistema circundante. Editorial Academia, Cuba.

———————— [en prensa *b*]: Mirmecofauna de la caña de azúcar en Cuba. Resultados preliminares. Editorial Academia, Cuba.

———————— [en prensa *c*]: Relaciones estructurales de dos comunidades de hormigas en el Jardín Botánico de Cienfuegos, Cuba. Editorial Academia, Cuba.

Gallié, L. (1986): Habitat and niche analysis of grassland ants (Hymenoptera: Formicidae). *Entomol. Gener*, 11:197-211.

González, J. L. (1987): Estudio eto-ecológico de algunos formicoideos cubanos. *Cienc. Biol.*, 18:53-63.

Gower, G. L. (1985): Measures of similarity, dissimilarity, and distance. En *Encyclopedia of statistical science*, Kotz-Johnson, vol. 5, pp. 397-405.

Herrera, A. (1984): Clasificación numérica de las comunidades de gorgonáceos al oeste de la Bahía de La Habana. *Cienc. Biol.*, 12:105-124.

Hill, M. O. (1973): Diversity and evenness: unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54:321-346.

Holmes, R. T., R. E. Bonney, y S. W. Pacala (1979): Guild structure of the Hubbard Brook bird community: a multivariate approach. *Ecology*, 60:512-520.

Leston, D. (1978): A neotropical ant mosaic. *Ann. Entomol. Soc. Amer.*, 71:649-653.

Lubin, Y. D. (1984): Change in the native fauna of the Galapagos islands following invasion by the little red fire ant, *Wasmania auropunctata*. *Biol. J. Linn. Soc.*, 21:229-242.

Mac Naughton, S. J., y L. C. Wolf (1970): Dominance and the niche in ecological systems. *Science*, 167:131-139.

Margaleff, R. (1974): *Ecología*. Omega, Barcelona, 951 pp.

Romero, H., y K. Jaffe (1989): A comparison of methods of sampling ants (Hymenoptera: Formicidae) in Savannas. *Biotropica*, 21:348-351.

Rykiel, E. J. (1985): Towards a definition of ecological disturbance. *Australian J. Ecol.*, 10:361-365.

Sánchez, O., y B. López-Ortega (1988): A theoretical analysis of some indices of similarity as applied to biogeography. *Ecol. Entomol. Mex.*, 75:119-146.

Torres, J. A. (1984): Diversity and distribution of ants communities in Puerto Rico. *Biotropica*, 16:296-303.

Young, A. M. (1983): Patterns of distribution of ants in three Costa Rica cocoa farm localities. *Sociobiol.*, 8:51-76.

Zorrilla, J. M., J. M. Serrano, M. A. Casado, F. J. Acosta, y F. D. Pineda (1986): Structural characteristics of an ant community during succession. *Oikos*, 47:346-354.